

重金属胁迫下生物炭和间作对刨花润楠生长及根系形态的影响

郭雄飞^{1,2,3}

(1. 西华师范大学 环境科学与工程学院, 四川 南充 637000;

2. 西华师范大学 环境科学研究所, 四川 南充 637000; 3. 华南农业大学 资源环境学院, 广州 510642)

摘要:为了探讨在重金属胁迫下,不同用量(0,1%,4%,8%)生物炭与间作望江南(*Cassia occidentalis*)对土壤碳氮养分、刨花润楠(*Machilus pauhoi*)及望江南株高、生物量和根系形态的影响,研究生物炭与间作联合对刨花润楠促生增效效应,以刨花润楠为研究对象,开展了室内盆栽试验。结果表明:在Cd,Cr和Zn胁迫土壤中,间作望江南对土壤碳氮含量的影响不显著,生物炭则显著增加了土壤碳氮含量及碳氮比,且随施用量的增加而增加。生物炭与间作互作对两种植物生长前期的株高影响不明显,但随生长期的延长,各处理间两种植物的长势差异均逐渐显现,不同用量生物炭处理下望江南株高间差异不显著,但与对照相比,均显著增加。同时,施加生物炭有助于根系形态的发育及干物质积累,相比于单作下对照(CK),间作与生物炭(T_3)复合处理下刨花润楠根系和地上部干重分别增加了81.48%和122.52%,与不施炭相比,各生物炭处理下,望江南根系和地上部干重增幅分别为27.12%~39.63%和17.19%~19.03%;生物炭显著增加了望江南及刨花润楠根系各形态参数,与单作相比,间作下刨花润楠根系形态参数也略有增加,但影响不显著。生物炭与间作互作比各自单一处理对植物的促生增效作用更明显。该研究为轻度污染区植被造林提供科学依据和参考。

关键词:生物炭; 间作; 植物生长; 根系形态; 重金属

中图分类号:S153; S792.24

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2019)02-0337-08

Effects of Biochar and Intercropping on the Growth and Root Morphology of *Machilus pauhoi* Under Heavy Metal Stress

GUO Xiongfei^{1,2,3}

(1. College of Environmental Science and Engineering, China West Normal University, Nanchong, Sichuan 637000,

China; 2. Institute of Environmental Science, China West Normal University, Nanchong, Sichuan 637000, China;

3. College of Resources and Environmental Sciences, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China)

Abstract: *Machilus pauhoi* was taken as the test material, a pot experiment at greenhouse was conducted to study the effect of the combination of different dosages (0, 1%, 4%, 8%) of biochar and intercropping *Cassia occidentalis* on soil carbon and nitrogen nutrient, *Machilus pauhoi* and *Cassia occidentalis* plant height, biomass and root morphology under heavy metal stress, in order to study the combination of biochar and intercropping on the *Machilus pauhoi* growth promoting synergistic effect. The results showed that, under Cd, Cr and Zn stresses, the effect of intercropping on the soil carbon and nitrogen contents was not significant; the soil carbon and nitrogen contents and C/N ratio significantly increased with the increase of the biochar application amount; the influences of biochar and intercropping on the plant height growth of the two species were not obvious at early growth stage, but with the extension of their growing periods, the growth differences of the two species between different treatments both started to appear gradually. There was no significant difference of the *Cassia occidentalis* plant height among different amounts of biochar application, while the plant height in biochar treatment groups were significantly higher than that in control group. At the same time, biochar was helpful for the development of root morphology and dry matter accumulation. Compared with monoculture under control (CK), *Machilus pauhoi* root and shoot dry weight

increased by 81.48% and 122.52% with the combination of T₃ treatment and intercropping. Compared with no application of biochar, the growth rate of *Cassia occidentalis* root and shoot dry weight increased by 27.12%~39.63% and 17.19%~19.03%, respectively, under each biochar treatments. Biochar significantly increased the morphological parameters of *Cassia occidentalis* and *Machilus pauhoi* root. Compared with monoculture, *Machilus pauhoi* root morphological parameters in intercropping treatments also increased, but the effect was not significant. The interaction effect of biochar and intercropping on plant growth was more obvious than single treatment. This study could provide scientific basis and reference for the vegetation afforestation in the mild polluted areas.

Keywords: biochar; intercropping; plant growth; root morphology; heavy metal

土壤重金属污染是全球关注的一个重要环境问题。重金属在土壤中的流动对生态系统安全造成严重的威胁^[1-2],作为植物的非必需元素,当植物从土壤中吸收的重金属量到达一定程度时,会受到伤害阻碍根系的伸长及对土壤养分的吸收,减缓植物的生长发育^[3]。因此,缓解土壤重金属污染及其对植物的影响已成为生态修复的重要任务之一。

生物炭具有较大的比表面积,较高的 pH 值和阳离子交换量^[4-6],可增加土壤中重金属的静电吸附量。众多研究表明,生物炭不仅可以通过提高土壤 pH 值降低重金属的生物可利用性^[7],还可通过土壤中阳离子吸附作用减少重金属迁移率^[8-9]。此外,生物炭可以改变重金属的赋存形态^[10],降低土壤中可交换态重金属浓度^[11-13],减少植物对重金属的吸收^[14-15],并且固持土壤养分,提高作物产量^[16]。

间作豆科植物有助于提高不同层级的光和热能利用效率,促进作物的生长发育和干物质积累^[17]。由于地下根系间的相互作用,间作可能会影响邻近植物对部分重金属元素生物可利用度^[18]。望江南(*Cassia occidentalis*)是一种具有很强的耐旱、耐贫瘠能力及适应性的豆科草本植物。耐受性强的豆科是金属尾矿等污染区生态修复的优选物种之一^[19],其本身固氮能力强,生物量大,有利于吸收土壤中矿物质营养,还可作为绿肥^[20]。据记载,望江南分布广泛,即便在贫瘠的矿区仍可正常生长,对多种重金属的均有一定的富集能力^[21-23],降低重金属对其邻居植物的毒害,适于间作种植^[23]。

刨花润楠(*Machilus pauhoi*)是一种中国特有的珍稀树种,属国家二级重点保护植物。其木材、树皮和种子都具有较高的经济价值,值得大力推广种植^[24-25]。此外,刨花润楠苗期喜阴,而望江南生长速度较快,冠幅大,若将两者间作,除了减缓重金属对刨花润楠的毒害,还可为其遮挡阳光,创造适宜的生长环境。目前,有关刨花润楠的研究主要集中在其苗木培育与造林上,较少涉及其对重金属胁迫的适应性及根系形态的研究。有关生物炭和间作联合改良土壤

及对重金属胁迫下刨花润楠的促生效应的研究更为罕见。本研究利用望江南作为护理植物,生物炭作为土壤改良剂,探讨重金属胁迫下生物炭和间作望江南对刨花润楠苗期生长动态、根系形态、干物质积累、土壤碳氮养分含量的变化,以期生物炭和间作望江南减少土壤重金属对目标树种刨花润楠的毒害,同时促进刨花润楠的生长。旨在为污染土地生态修复和刨花润楠在轻度污染的地区的推广提供技术参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 供试生物炭 供试生物炭为市售的苹果木生物炭。制备过程为废弃的果树树干、枝条,在无氧条件下热裂解产生。将苹果树枝碎成小块后,在 80℃ 下充分干燥,然后充满氮气在裂解炉中(温度设定在 450℃ 并维持 2~8 h)进行无氧热解。最后,停火冷却至室温。磨细过 3 mm 筛。得到的生物炭 pH 值 10.3, C, H, N, O 的总含量分别为 72.38%, 2.62%, 1.19%, 23.81%。硝态氮和铵态氮含量分别为 0.52, 1.86 mg/kg。

1.1.2 供试基质

(1) 供试污泥。试验污泥采集于广州市污水处理厂。将污泥样品在 70℃ 下干燥 24 h, 过 2 mm 筛。

(2) 供试土壤。土壤取自华南农业大学树木园林地 0—20 cm 表层。清除石块和植物碎片,在室温下干燥,用塑料锤锤碎后,过 2 mm 筛。取少量土壤样本过 1.5 mm 筛后用于土壤理化特性及重金属含量分析。

(3) 供试基质。用于盆栽试验的基质为供试土壤和污泥的混合物,土壤与污泥按照 4:1(w/w) 比例混合。其基本理化性质见表 1。

1.1.3 供试植物 以刨花润楠及望江南作为供试植物。刨花润楠幼苗购于广东省韶关市仁化县董塘镇苗圃。望江南种子由本实验室提供。

1.2 试验设计

试验地点位于华南农业大学资源环境学院农场,采用盆栽试验(花盆高 16.4 cm,上部直径 17.1 cm,底部直径 13.2 cm),根据生物炭施用量和种植模式的不同,设置两因素随机区组试验。每盆装土壤和污泥的混合基

质 2.5 kg, 分别设置对照 CK(0 g): 不施用生物炭; T₁: 施用 1%(30 g) 生物炭; T₂: 施用 4%(60 g) 生物炭; T₃: 8%(120 g) 生物炭 4 种处理(T₁, T₂, T₃ 分别代表下文所指低浓度、中浓度和高浓度生物炭), 将培育基质和生物

炭充分混合均匀。设置刨花润楠单作和刨花润楠+望江南间种 2 种植模式(C 和 CM 分别代表下文所指单作与间作种植模式), 各处理设置 3 个重复。每种种植模式 12 盆, 共 24 盆。

表 1 供试基质的基本性质

| 基质性质 | pH 值 | 总有机碳/ (g · kg ⁻¹) | 全氮/ (g · kg ⁻¹) | 全磷/ (g · kg ⁻¹) | 全量镉/ (mg · kg ⁻¹) | 全量铬/ (mg · kg ⁻¹) | 全量锌/ (mg · kg ⁻¹) |
|------|------|----------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| 污泥 | 5.2 | 2.03 | 0.320 | 0.067 | 1.94 | 12.1 | 1617 |
| 土壤 | 5.7 | 2.34 | 0.032 | 0.047 | 0.34 | 0.40 | 99.98 |
| 基质 | 5.5 | 2.22 | 0.163 | 0.029 | 1.31 | 6.40 | 1289 |

将望江南种子用 10% 的 H₂O₂ 消毒后, 用蒸馏水彻底冲洗。然后, 在间作处理中, 每盆选取 6 颗大小相似、饱满的望江南种子播种, 并移栽 2 株大小一致(平均高度为 5 cm, 平均冠幅为 4 cm) 且生长活力相近的刨花楠幼苗, 等望江南种子萌发后进行间苗, 每盆留下 2 株最健康的望江南植株。单作处理在每盆中移栽 2 株刨花润楠幼苗。试验周期为 4 个月, 在整个试验中每隔 3 d 给植物浇水, 保持各盆栽光照、温度和土壤湿度等环境条件一致。

1.3 指标测定

生长指标的测定: 从播种后第 2 周开始, 试验期间测定 2 种幼苗第 42 天、第 80 天、第 124 天的株高。

根系形态测定: 试验苗生长 4 个月后, 将整个植株苗木挖出, 用蒸馏水将根系冲洗干净。以植物根颈处为界限将植株分为地上部和根系, 用 WinRHIZO 根系分析系统分析根系长度、直径、面积、体积、根尖记数等根系形态参数, 同时自动确定根的连接数、关系角等, 可单独自动分析主根或任意一支侧根的长度和分叉数等。

生物量测定: 将扫描后的根系, 及地上部茎叶用吸水纸小心擦拭干净至植物表面无水分残留, 分根茎叶 3 部分分别称其鲜生物量, 然后放置 105℃ 杀青 30 min, 至 80℃ 烘箱中干燥至恒重, 然后测根茎叶干生物量。

土壤总有机碳(TOC)、全氮(TN)测定: 采用总有机碳分析仪(Elementar 30, 德国)测定。

1.4 数据处理

用 Excel 2010, IBM SPSS Statistics 19 和 Sigmaplot 12.5 进行统计分析和制图, 用 Duncan 进行方差分析和多重比较。

2 结果与分析

2.1 生物炭和间作对土壤碳氮养分含量的影响

生物炭和间作处理下土壤总有机碳、总氮和碳氮比的变化如图 1 所示。从种植方式来看, 单一间作处理下, 与单作相比, 总有机碳含量和总氮含量均略微下降, 碳氮比则略有增加, 总体来看, 土壤总有机碳含

量、总氮含量和碳氮比变化不显著($p < 0.05$)。单一生物炭处理下, 与对照相比, 土壤总有机碳含量、总氮含量和碳氮比均增加, 且增加幅度随生物炭施用量的增加而增大, T₁, T₂, T₃ 处理下, 与对照相比, 总有机碳含量分别增加 27.56%, 86.84%, 191.66%; 总氮含量分别增加 6.63%, 23.98%, 25.00%; 碳氮比分别增加 20.55%, 55.60%, 133.51%。间作条件下施加生物炭对土壤总有机碳、总氮含量及碳氮比的影响与单作条件下一致, 均随生物炭施用量的增加而增加。

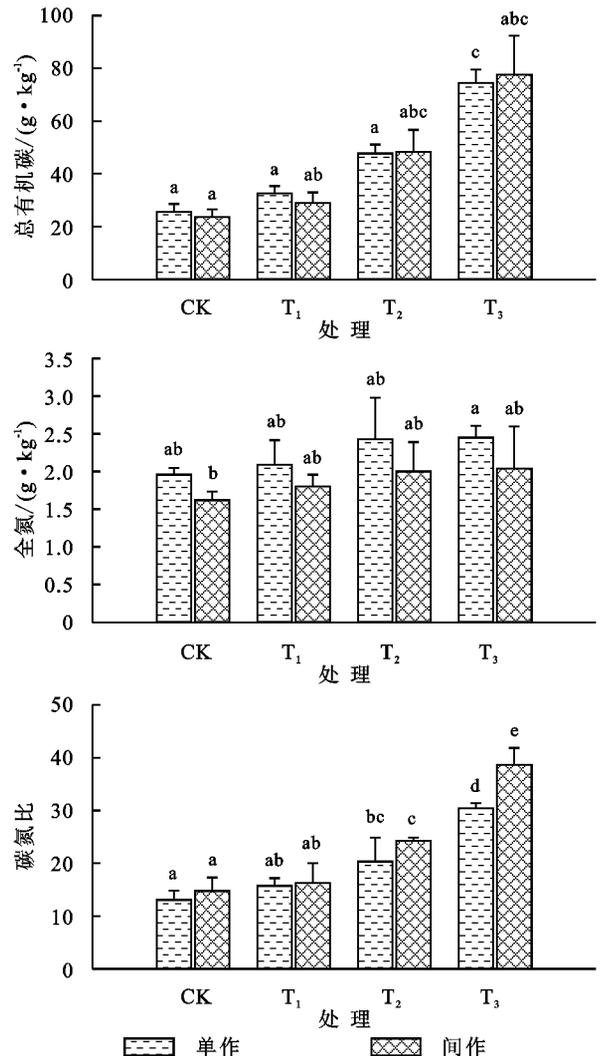


图 1 不同处理下土壤总有机碳、总氮、碳氮比

2.2 生物炭和间作对刨花润楠及望江南生长动态变化

生物炭和间作处理对刨花润楠和望江南3个不同生长时期的植株高度的影响如图2所示,第42天时,就种植方式来看,各生物炭处理下间作刨花润楠与单作刨花润楠株高均无显著性差异($p>0.05$)。2种植植模式下施加生物炭对刨花润楠的植株高度也均无显著性影响($p>0.05$),但施加生物炭对间作望江南的植株高度则有显著的促进作用($p<0.05$),且 T_1 、 T_2 、 T_3 处理下望江南植株高度分别比对照高出19.63%、4.02%、4.02%。望江南植株高度显著高于刨花润楠。

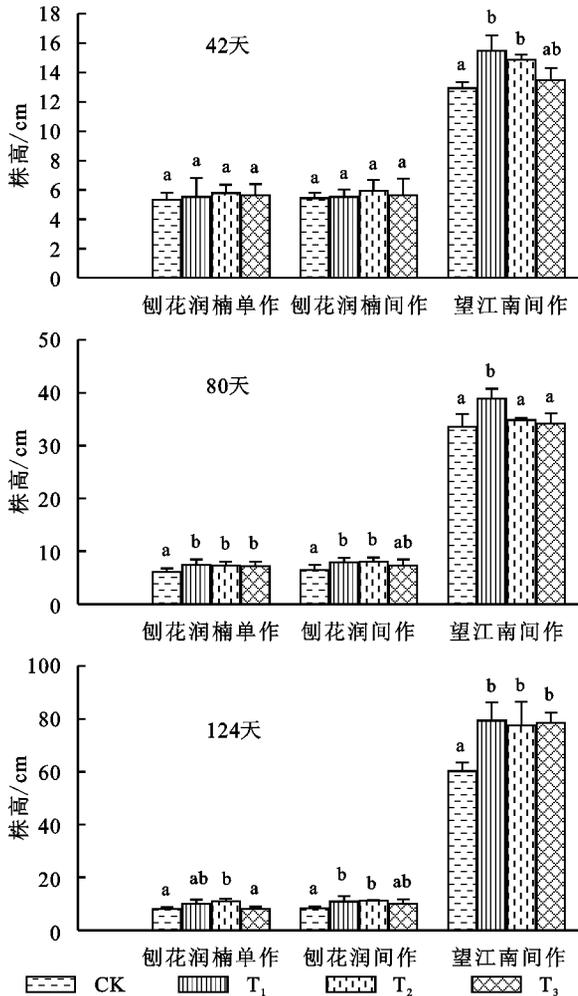


图2 不同处理下2种植物第42天、第80天、第124天株高

第80天时,与第42天类似,就种植方式来看,各生物炭处理下间作对刨花润楠植株高度也均无显著性影响($p>0.05$),但与第42天不同的是,2种植植模式下施加生物炭对刨花润楠植株高度均有显著的促进作用($p<0.05$),单作条件下,各生物炭单一处理(T_1 、 T_2 、 T_3)下刨花润楠植株高度相比对照(CK)分别增加21.40%、19.63%、17.15%。间作条件下联合各生物炭处理(T_1 、 T_2 、 T_3)相比单一间作处理刨花润楠植株高度分别增加23.06%、24.86%、13.91%,且无论哪种种植方式,3个浓度生物炭处理

下其植株高度间的差异不显著($p>0.05$)。

随生物炭施加用量的升高,间作望江南植株高度表现为先增加后减低, T_1 处理下望江南植株高度达最大,相比CK增加15.93%, T_2 和 T_3 处理下望江南植株高度相比CK差异不显著($p>0.05$),分别增加3.77%、1.74%。望江南植株高度显著高于刨花润楠,且第80天时2种植物间株高差异比第42天时更大。

第124天时,各生物炭处理下,间作对刨花润楠植株高度的影响比第42天和第80天时显著,单一间作处理下,刨花润楠植株高度相比单作增加3.04%。就生物炭效应来看,随生物炭施用量增加,刨花润楠植株高度表现先增后降,相比CK, T_1 、 T_2 处理下分别增加23.18%、34.63%, T_3 处理下相比CK则降低0.88%。复合处理下,间作与 T_1 复合处理相比CK、间作单一处理和 T_1 单一处理分别增加34.54%、30.58%、9.23%。间作与 T_2 复合处理相比CK、间作单一处理和 T_2 单一处理分别增加38.37%、34.29%、2.78%。间作与 T_3 复合处理相比CK、间作单一处理和 T_3 单一处理分别增加23.30%、19.66%、24.39%。同样,生物炭也显著增加间作望江南植株高度, T_1 、 T_2 、 T_3 处理下,相比CK,其植株高度分别增加31.73%、28.64%、30.43%。

2.3 生物炭和间作对刨花润楠及望江南生物量的影响

生物炭和间作对刨花润楠及望江南根系和地上部干重的影响如图3所示,与不施用生物炭相比,单独施加生物炭(T_1 、 T_2 、 T_3 处理)增加了刨花润楠根系干重53.70%~64.8%。就种植方式来看,间作望江南对刨花润楠对根系干重的促进作用不显著($p>0.05$),间作条件下刨花润楠根系干重相比单作增加3.70%。间作条件下,施加生物炭后,刨花润楠根系干重则相比单一间作处理增加了46.4%~67.8%,望江南根系干重相比不施加生物炭处理增加27.12%~39.63%。

与对照相比,间作望江南种植配施生物炭极显著增加刨花润楠根系生物量($p<0.05$),且其促进作用均高于生物炭及间作单一处理。其中,各复合处理中,间作与 T_3 复合处理相比对照(CK)对刨花润楠根系干重增加幅度最大,达81.48%。

与不施用生物炭相比,单一施加生物炭(T_1 、 T_2 、 T_3 处理)增加了刨花润楠地上部干重23.4%~64.8%。就种植方式来看,间作望江南对刨花润楠地上部干重略有促进作用,单一间作处理下,刨花润楠植株地上部干重相比单作增加6.31%。间作条件下,施加生物炭后,刨花润楠地上部干重则相比单一间作处理增加了15.25%~109.3%,望江南地上部干重则相比单一间作处理增加了17.19%~19.03%。

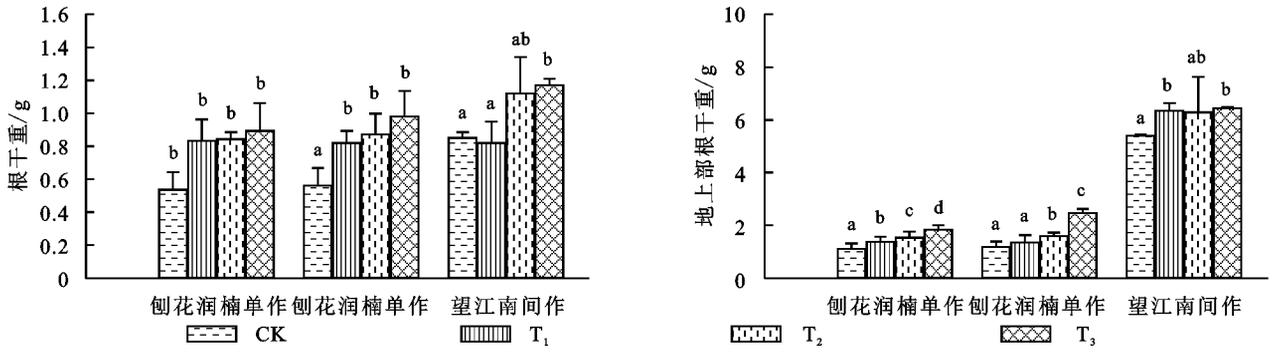


图 3 不同处理下 2 种植物根系和地上部干重

与对照相比,间作望江南种植配施生物炭极显著增加刨花润楠地上部生物量($p < 0.05$),且其促进作用均高于生物炭及间作单一处理。其中,各复合处理中,间作与 T_3 复合处理相对对照(CK)对刨花润楠地上部干重增加幅度最大(122.52%)。

2.4 生物炭和间作对刨花润楠及望江南根系形态的影响

单作条件下刨花润楠根系参数见表 2。单一生物炭处理时,低施用量生物炭显著增加根系形态各参数($p < 0.05$)。高施用量生物炭处理下,相比于 CK,根系各形态参数变化不明显,部分参数略有降低。 T_1 处理下,相对对照,刨花润楠根系各形态参数明显上升,总根长、表面积、体积、平均直径、根尖数和分叉数增加比例分别为 32.71%,46.02%,72.39%,6.25%,12.31%,53.25%。与 T_1 处理相比, T_2 处理除降低刨花润楠根尖数 18.38%,其他各参数与 T_1 处理相近,总根长、表面积、体积、平均直径和分叉数增加比例分别为 31.64%,39.19%,35.01%,4.17%,55.89%。生物炭施加用量较高时(T_3 处理),与对照相比,刨花润楠根系表面积、体积、平均直径和根尖数分别增加 4.03%,35.09%,10.42%,0.42%,总根长和分叉数则分别降低 12.46%和 4.90%。

间作条件下,刨花润楠和望江南根系形态参数见表 3。对比表 2 和表 3,单一间作处理下,与对照相比,刨花润楠根系根尖数下降 9.42%,其他各形态参数略有增加,但不显著,总根长、表面积、体积、平均直径和分叉数增加比例分别为 5.87%,8.78%,53.22%,60.42%,35.63%。

复合处理时,在间作和 T_1 复合处理下,与对照、单一间作处理及单一生物炭(T_1)处理相比,刨花润楠各根系参数增加幅度分别为:总根长(37.36%,3.50%,29.74%),表面积(49.95%,2.69%,37.84%),体积(129.16%,32.93%,49.57%),根尖数(15.70%,3.03%,27.73%)和分叉数(61.12%,5.14%,18.80%)。其根系平均直径与对照、单一间作处理相比则分别增加 35.42%,7.45%,与单一生物炭(T_1)处理相比则下降 15.58%;在间作和 T_2 复合处理下,与对照、单一间作处理及单一生物炭(T_2)处理相比,刨花润楠各根系参数增加幅度分别为:总根长(62.94%,23.77%,53.90%)、表面积(76.67%,26.93%,62.41%)、体积(84.75%,36.84%,20.58%)、根尖数(22.01%,49.48%,34.69%)、分叉数(104.28%,31.04%,50.62%),其参数平均直径则变化不明显;间作和 T_3 复合处理与间作和 T_2 的复合处理刨花润楠根系形态变化不明显。

由表 3 可以看出,生物炭对望江南根系形态的影响与刨花润楠一致,均显著增加了其根系各形态参数,且一定范围内,随其生物炭处理施用量的增大(T_1 增加到 T_2),望江南根系参数增加幅度也加大。当生物炭处理施用量增加到 T_3 时,其根系形态参数与 T_1 相近。 T_1, T_2 和 T_3 处理下,与对照相比,望江南根系各形态参数增加幅度分别为:总根长(12.31%,19.08%,17.30%),表面积(15.04%,16.96%,33.86%),体积(12.79%,41.20%,25.19%),平均直径(15.00%,21.00%,1.00%),根尖数(9.86%,50.33%,46.62%)和分叉数(1.09%,1.74%,20.33%)。

表 2 单作条件下生物炭对刨花润楠幼苗根系形态参数的影响

| 处理 | 形态参数 | | | | | | | |
|-------|-------------------|----------------------|---------------------|--------------------|-------------|--------------------|---------------------|--------------------|
| | 长度/(cm/盆) | 投影面积/cm ² | 表面积/cm ² | 体积/cm ³ | 平均直径/cm | 连接数 | 根尖数 | 分叉数 |
| CK | 2754.66±130.97ab | 137.65±8.76b | 432.43±27.51a | 13.51±1.00a | 0.48±0.02a | 32983±1957.55b | 21172.67±723.46b | 10415.67±701.69ab |
| T_1 | 3655.79±526.99abc | 200.99±37.53cd | 631.44±117.89bcd | 23.29±6.35b | 0.51±0.03a | 47511±8798.24bc | 23778.33±1324.9bc | 15962.33±3266.3abc |
| T_2 | 3626.3±295.31bc | 189.94±12.19bcd | 601.91±38.79bc | 18.24±0.87b | 0.5±0.01a | 33736.9±25353.87bc | 17281.63±12841.48ab | 16237.33±1823.6bc |
| T_3 | 2619.68±634.52a | 73.17±17.32a | 449.87±54.4ab | 18.25±0.42ab | 0.53±0.12ab | 14285.33±7599.06ab | 21262.33±6268.51ab | 9118±2063.6a |

注: 同列中不同的字母表示差异显著($p < 0.05$), 下表同。

表 3 间作条件下生物炭对刨花润楠及望江南幼苗根系形态参数的影响

| 植物种 | 处理 | 形态参数 | | | | | | | |
|------|----------------|-------------------|----------------------|---------------------|--------------------|-------------|--------------------|--------------------|-------------------|
| | | 长度/(cm/盆) | 投影面积/cm ² | 表面积/cm ² | 体积/cm ³ | 平均直径/cm | 连接数 | 根尖数 | 分叉数 |
| 刨花润楠 | CK | 2916.4±215.77ab | 152.32±32.19bc | 470.41±100.41abc | 20.7±13.84ab | 0.77±0.02b | 33348.33±2588.84a | 19179±1510.36a | 14126.67±99.51ab |
| | T ₁ | 3783.73±969.09abc | 142.73±41.05b | 648.41±128.95cd | 30.96±22.13b | 0.65±0.17ab | 41295±13478.35ab | 24497.67±7170.98ab | 16782±480.7abc |
| | T ₂ | 4488.43±230.15c | 243.19±17.92d | 763.99±56.3d | 24.96±1.79b | 0.51±0.01a | 61954±3847.22c | 25832.33±684.74c | 21277±1498.84c |
| | T ₃ | 4307.57±389.78b | 231.89±44.72d | 728.49±140.51d | 24.73±9.52b | 0.5±0.03a | 59157.33±6261.09bc | 25474±166.01c | 20113±2513.06bc |
| 望江南 | CK | 2628.35±285.32a | 617.73±472.72a | 940.67±85.1a | 88.26±9.37a | 1.0±0.85a | 24210.67±5691.72a | 6987.67±2618.97a | 10690.67±1731.29a |
| | T ₁ | 2951.95±1476.79a | 261.68±215.83a | 1082.11±678.05a | 99.55±59.62a | 1.15±0.24a | 26950.67±17336.23a | 7676.33±3715.15a | 10807±786.23a |
| | T ₂ | 3129.8±235.76a | 348.64±17.79a | 1100.23±55.5a | 124.62±11.41a | 1.21±0.09a | 27087.67±1988a | 10504.33±1251.07a | 10876.33±1478.19a |
| | T ₃ | 3083.1±492.15a | 400.81±30.45a | 1259.19±95.66a | 110.49±16.41a | 1.01±0.09a | 32797.33±8540.93a | 10245.33±1073a | 12864±3223.38a |

2.5 土壤碳氮含量与刨花润楠幼苗生物量及根系形态的相关性分析

对 2 种植植模式下土壤碳氮含量、刨花润楠生物量和根系形态参数进行相关性分析(表 4),土壤碳氮含量与刨花润楠根生物量、地上生物量和根系长度、根系投影面积、表面积、体积、平均直径间都显著正相

关($p < 0.05$),说明保持土壤碳氮养分有利于刨花润楠根系的扩建和干物质积累。除连接数、根尖数、分叉数,根生物量和地上生物量与其他各根系形态参数间均呈显著或极显著正相关,根系形态参数间均显著或极显著正相关。说明根系形态参数的增加均可促进刨花润楠根系及地上部生物量的增大。

表 4 土壤碳氮含量与刨花润楠幼苗生物量及根系形态指标之间相关性分析

| 项目 | 总 C | 总 N | 根生物量 | 地上生物量 | 长度 | 投影面积 | 表面积 | 体积 | 平均直径 | 连接数 | 根尖数 | 分叉数 |
|-------|--------|--------|--------|---------|---------|---------|---------|--------|-------|--------|-------|-----|
| 总 C | 1 | | | | | | | | | | | |
| 总 N | 0.746* | 1 | | | | | | | | | | |
| 根生物量 | 0.737* | 0.823* | 1 | | | | | | | | | |
| 地上生物量 | 0.724* | 0.796* | 0.723* | 1 | | | | | | | | |
| 长度 | 0.760* | 0.781* | 0.767* | 0.857** | 1 | | | | | | | |
| 投影面积 | 0.662* | 0.689* | 0.598* | 0.705* | 0.881** | 1 | | | | | | |
| 表面积 | 0.692* | 0.683* | 0.669* | 0.772** | 0.889** | 0.799** | 1 | | | | | |
| 体积 | 0.719* | 0.769* | 0.709* | 0.755** | 0.856* | 0.856** | 0.752* | 1 | | | | |
| 平均直径 | 0.732* | 0.638* | 0.517 | 0.619* | 0.753* | 0.811** | 0.829** | 0.669* | 1 | | | |
| 连接数 | 0.494 | 0.491 | 0.365 | 0.534 | 0.552 | 0.563 | 0.562 | 0.459 | 0.523 | 1 | | |
| 根尖数 | 0.332 | 0.593 | 0.436 | 0.487 | 0.468 | 0.532 | 0.419 | 0.397 | 0.426 | 0.622* | 1 | |
| 分叉数 | 0.454 | 0.465 | 0.529 | 0.441 | 0.569 | 0.456 | 0.398 | 0.563 | 0.399 | 0.553 | 0.512 | 1 |

注:* 和** 分别表示在 0.05,0.01 水平上显著相关(双边)。

3 讨论

本研究中间作望江南可影响刨花润楠根际的土壤碳氮含量,基本特征是间作望江南降低了刨花润楠根际土壤氮含量,增加了碳氮比,但未达显著性水平($p < 0.05$)。施加生物炭也可增加土壤碳氮养分含量及碳氮比,并随着生物炭施用量增加而显著增加。这与其他研究结论一致^[26],且生物炭与间作联合互作具有增效作用。可能是生物炭为固氮菌提供丰富的碳源和适宜的生境,增强固氮细菌活性,有利于固氮菌固氮^[27],另外,生物炭具有丰富的孔隙结构、较大的比表面积和静电吸附力,对土壤中氮、磷等养分离子有较强的吸附能力^[28]。养分的缺乏是限制尾矿等含重金属污染的土壤中植物生长的重要因子^[29],并且,碳氮养分含量高能显著降低重金属对植物生长的毒害,促进植物生长^[30-31],两者互作对固持碳氮养分

具有显著增效作用。

在重金属胁迫下,植物的正常生理代谢受到影响,其根伸长受到抑制,生长缓慢,生物量减少^[32-33]。研究表明,锌铬复合胁迫下,其中 Zn 达到 125 mg/kg, Cr 达到 100 mg/kg 时水稻的干物质量就显著降低^[34]。刨花润楠和望江南均能在含有重金属的基质中生长,表明刨花润楠和望江南对土壤重金属的毒害均有一定的耐性,但前期生长缓慢,表明重金属对 2 种植物的生长有一定的阻碍作用,随着生长时间的延长,各处理中 2 种植物长势间的差异逐渐显现。众多研究表明,生物炭和间作在一定程度上可促进植物的生长发育^[35-36]。本研究中,从刨花润楠和望江南株高生长情况来看,在所选定的 3 个生长时期(第 42 天、第 80 天、第 124 天)中,生长初期(第 42 天)各处理间 2 种植物的株高差异不明显,其中生长速度较快的望江南在施加生物炭的处理下株高较大,2 种植植模式下的

刨花润楠株高在施加生物炭处理下均略高于对照,但差异未达显著性水平($p>0.05$),对比单作与间作2种植模式,刨花润楠株高也无显著差异($p>0.05$)。随着生长时间的延长,不同生物炭处理下刨花润楠和望江南株高间的差异逐渐增大,生物炭对2种植物的促生效应逐渐显现。在第124天,生物炭显著增加单作和间作条件下的刨花润楠株高,并且随施用量的升高均表现为先增后降,生物炭施用量为 T_2 处理时株高最大,而3个施用量生物炭处理下望江南株高无显著差异($p>0.05$),但与对照相比,均显著增加。以上结果说明,生长初期生物炭对植物的生长影响不显著,这与生长初期,土壤中养分充足,生物炭通过固持土壤养分而发挥促进植物生长的效果不明显有关。有相关研究显示,生物炭对有机质含量较低土壤的增产效果显著,但对有机质含量高的土壤作用则不明显^[37],并且,生长初期,植株小,根系发育不完善,而间作对邻近植物生长发育的影响在一定程度上也依赖于根系间的相互作用及根系分泌物的影响^[38],因此生长初期,2种植模式刨花润楠株高也无显著差异($p>0.05$)。而在植物生长的中后期,随着基质中养分的减少,因生物炭具有养分固持功能,且生物炭可降低土壤重金属有效性,减缓重金属对植物的毒害,适量生物炭可促进植物的生长,但施加浓度过高时促生作用不明显,甚至抑制其生长,生物炭施用量小于 T_3 时,2种植模式下随生物炭浓度的增加刨花润楠株高也随之增加,但生物炭施用量增加到 T_3 处理时,其株高小于 T_1, T_2 甚至对照处理。这与其他学者得出的大量的生物炭处理会抑制植物生长甚至导致减产的研究结论一致^[37,39]。

并且,植物生长中后期根系逐渐发达,施加生物炭处理相比于未施生物炭土壤固持了更多的养分,更利植物根系吸收,望江南逐渐生长,可吸收土壤重金属,减缓重金属对邻近目标植物的毒害^[40],这与王吉秀等^[41]研究得出的重金属胁迫下,间作小花南芥可增加玉米分根条数、根表面积和根密度的结论也一致。同时,生长中后期的望江南的生物固氮功能也逐渐增强,促进其根系扩展与发育,因间作导致的根系间的相互作用加强,不同种植模式下刨花润楠的株高差异也逐渐加大。从本研究中不同处理下刨花润楠的株高变化情况 & 根系形态参数情况就可看出,生物炭处理下刨花润楠总根长、表面积、体积、根尖数均有所增加,且 T_2 处理比 T_1 处理增加幅度更大。生物炭和间作复合处理与对照、间作单一处理和生物炭单一处理相比,刨花润楠根系形态各参数增加的幅度均较大。本研究中生物炭和间作互作对刨花润楠促生效应可能源于2个方面,一是直接影响:生物炭可固持土壤养分,改良土壤,降低了土壤重金属生物有效

性,减少对植物的毒害。二是间接影响:间作条件下生物炭促进根系的生长发育,进而加强了望江南根系与刨花润楠根系间相互作用,间作效应增强,且望江南作为护理植物,可吸收土壤中重金属,生物炭也可降低其有效性,两者均减缓了重金属对刨花润楠的毒害,其固氮遮阴等生态功能也有利于刨花润楠的生长发育。生物炭与间作复合处理相比各自单一处理对2种植物促生长作用更显著。

生物炭和间作对刨花润楠及望江南根系生物量的影响与对根系形态的影响基本一致,总体上,一定施用量范围内随生物炭施用量的增加,两种植物生物量越大,根系形态各参数也越大,并且与单一处理相比,复合处理下,刨花润楠生物量也更大。

选择适当的植物种类,利用对重金属耐性较强的植物或超积累植物与目标植物间作时,超积累植物自身吸收积累重金属含量增加,而与其间作目标植物吸收积累重金属含量降低,重金属毒害作用缓解,其生物量增大,如此形成的间套作复合种植体系,同时可施用土壤改良剂,实现对污染土壤的边修复边生产的高效修复模式,不仅修复了污染土壤,也使得地力退化的污染土壤中进行植被恢复和农业生产成为可能,对环境的破坏程度较小,达到环境效应和经济效应双赢,不失为一条土壤修复的新途径。

4 结论

生物炭与间作互作可促进刨花润楠生长发育,有利于增加土壤碳氮养分,促进刨花润楠及望江南根系形态的扩建及干物质积累;生物炭与间作望江南互作具有明显的保肥增产效应,优于单施生物炭及单一间作种植。并且生物炭在适量的浓度下施用其促生效应最佳。

参考文献:

- [1] Li Z Y, Ma Z W, Kuijp T J V D, et al. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment[J]. Science of the Total Environment, 2014,468/469:843-853.
- [2] Alwabel M I, Usman A R A, Enaggar A H, et al. Conocarpus biochar as a soil amendment for reducing heavy metal availability and uptake by maize plants[J]. Saudi Journal of Biological Sciences, 2015,22(4):503-511.
- [3] Hunter D, Ross D S. Evidence for a phytotoxic hydroxy-aluminum polymer in organic soil horizons[J]. Science, 1991,251(4997):1056-1058.
- [4] Uchimiya M, Chang S C, Klasson K T. Screening biochars for heavy metal retention in soil: Role of oxygen functional groups[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011,190(1/3):432-441.
- [5] 李金文,顾凯,唐朝生,等.生物炭对土体物理化学性质

- 影响的研究进展[J]. 浙江大学学报:工学版, 2018(1): 192-206.
- [6] Oh S Y, Seo Y D. Factors affecting sorption of nitro explosives to biochar: pyrolysis temperature, surface treatment, competition, and dissolved metals[J]. Journal of Environmental Quality, 2015, 44(3): 833-840.
- [7] Zwieten V L, Kimber S, Morris S, et al. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility[J]. Plant and Soil, 2010, 327(1/2): 235-246.
- [8] Ahmad M, Rajapaksha A U, Lim J E, et al. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review[J]. Chemosphere, 2014, 99(3): 19-33.
- [9] 李江遐, 吴林春, 张军, 等. 生物炭修复土壤重金属污染的研究进展[J]. 生态环境学报, 2015, 24(12): 2075-2081.
- [10] Zhu Q, Wu J, Wang L, et al. Effect of biochar on heavy metal speciation of paddy soil[J]. Water Air and Soil Pollution, 2015, 226(12): 1-10.
- [11] Ahmad M, Ara U, Al-Faraj A S, et al. Phosphorus-loaded biochar changes soil heavy metals availability and uptake potential of maize (*Zea mays* L.) plants[J]. Chemosphere, 2018, 194: 327-339.
- [12] Ventura F, Salvatorelli F, Piana S, et al. The effects of biochar on the physical properties of bare soil[J]. Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh, 2013, 103(1): 5-11.
- [13] Tsai W, Liu S, Chen H, et al. Textural and chemical properties of swine-manure-derived biochar pertinent to its potential use as a soil amendment [J]. Chemosphere, 2012, 89(2): 198-203.
- [14] Rees F, Simonnot M O, Morel J L. Short-term effects of biochar on soil heavy metal mobility are controlled by intra-particle diffusion and soil pH increase[J]. European Journal of Soil Science, 2014, 65(1): 149-161.
- [15] Ali A, Di G, Zhang Y, et al. Using bamboo biochar with compost for the stabilization and phytotoxicity reduction of heavy metals in mine-contaminated soils of China[J]. Scientific Reports, 2017, 7(1): 2690-2701.
- [16] 刘阿梅, 向言词, 田代科, 等. 生物炭对植物生长发育及重金属镉污染吸收的影响[J]. 水土保持学报, 2013, 27(5): 193-198.
- [17] Betencourt E, Duputel M, Colomb B, et al. Intercropping promotes the ability of durum wheat and chickpea to increase rhizosphere phosphorus availability in a low P soil[J]. Soil Biology & Biochemistry, 2012, 46(1): 181-190.
- [18] Hu J, Chan P T, Wu F, et al. Arbuscular mycorrhizal fungi induce differential Cd and P acquisition by Alfred stonecrop (*Sedum alfredii* Hance) and upland kangkong (*Ipomoea aquatica* Forsk.) in an intercropping system: a section of agriculture, ecosystems & environment[J]. Applied Soil Ecology, 2013, 63(12): 29-35.
- [19] Ye Z H, Yang Z Y, Chan G Y S, et al. Growth response of *Sesbania rostrata* and *S. camabina* to sludge-amended lead/zinc mine tailings: a greenhouse study[J]. Environment International, 2001, 26(5): 449-455.
- [20] 张达斌. 黄土高原地区种植豆科绿肥协调土壤水分和氮素供应的效应及机理[D]. 陕西杨凌: 西北农林科技大学, 2016.
- [21] Love A, Banerjee B D, Babu C R. Assessment of oxidative stress markers and concentrations of selected elements in the leaves of *Cassia occidentalis* growing wild on a coal fly ash basin[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2013, 185(8): 6553-6562.
- [22] Love A, Tandon R, Banerjee B D, et al. Comparative study on elemental composition and DNA damage in leaves of a weedy plant species, *Cassia occidentalis*, growing wild on weathered fly ash and soil[J]. Ecotoxicology, 2009, 18(7): 791-801.
- [23] 刘胜洪, 张雅君, 杨妙贤, 等. 稀土尾矿区土壤重金属污染与优势植物累积特征[J]. 生态环境学报, 2014, 23(6): 1042-1045.
- [24] Wei S D, Chen R Y, Liao M M, et al. Antioxidant condensed tannins from *Machilus pauhoi* leaves[J]. Journal of Medicinal Plant Research, 2011, 5(5): 796-804.
- [25] 郑绍鑫, 蒋林, 滕维超, 等. 刨花润楠对硝酸铅胁迫的生长和生理响应机制[J]. 林业工程学报, 2015, 29(3): 25-30.
- [26] 尚杰, 耿增超, 陈心想, 等. 施用生物炭对旱作农田土壤有机碳、氮及其组分的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(3): 509-517.
- [27] Thies J E, Rillig M C. Characteristics of Biochar: Biological Properties[M]// Lehmann J, Joseph S. Biochar for Environmental Management: Science and Technology. London: Earthscan, 2009.
- [28] Deng Y, Zhang T, Wang Q. Biochar Adsorption Treatment for Typical Pollutants Removal in Livestock Wastewater: A Review[M]// Huang W J. Engineering Applications of Biochar. London: IntechOpen, 2017.
- [29] Probst A, Liu H, Fanjul M, et al. Response of *Vicia faba* L. to metal toxicity on mine tailing substrate: Geochemical and morphological changes in leaf and root [J]. Environmental and Experimental Botany, 2009, 66(2): 297-308.
- [30] Liu X, Shen Y, Lou L, et al. Copper tolerance of the biomass crops Elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schumach), Vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) and the upland reed (*Phragmites australis*) in soil culture [J]. Biotechnology Advances, 2009, 27(5): 633-640.
- [31] 黄化刚, 李廷强, 朱治强, 等. 可溶性磷肥对重金属复合污染土壤东南景天提取锌/镉及其养分积累的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2012, 18(2): 382-389.

- 336-341.
- [9] 李秀芬,马树庆,宫丽娟,等.基于WOFOST的东北地区玉米生育期气象条件适宜度评价[J].中国农业气象,2013,34(1):43-49.
- [10] Campos H, Cooper M, Habben J E, et al. Improving drought tolerance in maize; a view from industry[J]. *Field Crops Research*, 2004,90(1):19-34.
- [11] 董朝阳,刘志娟,杨晓光.北方地区不同等级干旱对春玉米产量影响[J].农业工程学报,2015,31(11):157-164.
- [12] Aslam M, Zamir M S I, Afzal I, et al. Drought stress, its effect on maize production and development of drought tolerance through potassium application[J]. *Cercetari Agronomice in Moldova*, 2013,46(2):99-144.
- [13] Zhang Q, Sun P, Singh V P, et al. Spatial temporal precipitation changes (1956—2000) and their implications for agriculture in China[J]. *Global and Planetary Change*, 2012,82/83:86-95.
- [14] Zhang Jiquan. Risk assessment of drought disaster in the maize-growing region of Songliao Plain, China[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2004,102(2):133-153.
- [15] Asseng S, Foster I, Turner N C. The impact of temperature variability on wheat yields[J]. *Global Change Biology*, 2011,17(2):997-1012.
- [16] 李尚中,樊廷录,赵刚,等.品种、密度与覆膜方式对旱地春玉米产量和水分利用效率的影响[J].草业学报,2017,26(12):35-47.
- [17] 王浩,王淑兰,徐宗贵,等.耕作与施肥对旱地玉米田土壤耗水量和水分利用率的影响[J].中国生态农业学报,2017,25(6):856-864.
- [18] 张谋草,赵玮,周忠文,等.旱作区玉米田土壤水分变化对产量的影响及水分利用效率分析[J].中国农学通报,2013,29(33):242-247.
- [19] 裴雪霞,党建友,张定一,等.不同降水年型下播种期对晋南旱地小麦产量和水分利用率的影响[J].中国生态农业学报,2017,25(4):553-562.
- [20] 段斌,宋世枝,何世界,等.信阳地区粳稻晚播气候资源利用率分析[J].中国稻米,2016,22(6):42-45.
- [21] 王晓煜,杨晓光,孙爽,等.气候变化背景下东北三省主要粮食作物产量潜力及资源利用效率比较[J].应用生态学报,2015,26(1):3091-3102.
- [22] 庞艳梅,陈超,潘学标,等.未来气候变化对四川盆地玉米生育期气候资源及生产潜力的影响[J].中国生态农业学报,2013,21(12):1526-1536.
- [23] 赵慧颖,田宝星,宫丽娟,等.近308年来大兴安岭北部森林植被气候生产潜力及其对气候变化的响应[J].生态学报,2017,37(6):1900-1911.
- [24] 李森,夏军,陈社明,等.北京地区近300年降水变化的小波分析[J].自然资源学报,2011,26(6):1001-1011.
- [25] 贺伟,布仁仓,熊在平,等.1961—2005年东北地区气温和降水变化趋势[J].生态学报,2013,33(2):519-531.
- [26] 刘志娟,杨晓光,王文峰,等.气候变化背景下我国东北三省农业气候资源变化特征[J].应用生态学报,2009,20(9):2199-2206.
- [27] 何奇瑾.我国玉米种植分布与气候变化关系研究[D].北京:中国气象科学研究院,2012.

(上接第344页)

- [32] 程杰,高压军.镉毒害对小麦生理生态效应的研究进展[J].水土保持研究,2006,13(6):218-221,227.
- [33] Han Y, Yuan H, Huang S, et al. Cadmium tolerance and accumulation by two species of *Iris*[J]. *Ecotoxicology*, 2007,16(8):557-563.
- [34] 朱雪梅,林立金,杨远祥,等.锌铬复合胁迫对水稻植株碳氮代谢的影响[J].水土保持研究,2008,15(5):149-151.
- [35] Major J, Rondon M, Molina D, et al. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian savanna oxisol[J]. *Plant and Soil*, 2010,333(1/2):117-128.
- [36] 焦念元,宁堂原,尹飞,等.小麦晚套露地花生间作玉米高产高效栽培技术[J].作物杂志,2012(1):137-138.
- [37] 黄超,刘丽君,章明奎.生物质炭对红壤性质和黑麦草生长的影响[J].浙江大学学报:农业与生命科学版,2011,37(4):439-445.
- [38] 姜圆圆,郑毅,汤利,等.豆科禾本科作物间作的根际生物过程研究进展[J].农业资源与环境学报,2016,33(5):407-415.
- [39] 朱彦霖,朱奕豪,张秀省.生物炭对百合生长发育的影响[J].北方园艺,2018(1):86-91.
- [40] Guo X F, Li H S, Chen H Y. The effects of biochar and intercropping on the Cd, Cr and Zn speciation in soils and plant uptake by *Machilus pauhoi*[J]. *Bulletin of Environmental Contamination & Toxicology*, 2017,98(4):1-8.
- [41] 王吉秀,湛方栋,李元,等.铅胁迫下小花南芥与玉米间作对根系分泌物有机酸的影响[J].中国生态农业学报,2016,24(3):365-372.